

## **Abschlussbericht zum Promotionsstipendium der EKSH**

an der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel  
am Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde

# **Freisetzung von klimarelevanten Spurengasen aus typischen Böden Schleswig-Holsteins – Mitigationsstrategien und Aufklärung der Wirkungen von Nitrifikationshemmern nach der Applikation von Biogasgärrückständen**

### **Antragstellender Doktorand**

Yafei Guo, M.Sc.  
Christian-Albrechts-Universität Kiel  
Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde  
Hermann-Rodewald-Str. 2  
24118 Kiel

### **Betreuer**

Prof. Dr. Karl H. Mühling  
Christian-Albrechts-Universität Kiel  
Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde  
Hermann-Rodewald-Str. 2  
24118 Kiel

## 1 Problemstellung

Stickstoff ist eines der wichtigsten Elemente für das Pflanzenwachstum in Agrarökosystemen (Gilsanz et al., 2016). Aus diesem Grunde stellt der Einsatz chemischer N-Düngemittel weltweit den wichtigsten Stickstoffeintrag in landwirtschaftlichen Systemen dar. In der EU gehen so beispielsweise etwa 75% des gesamten reaktiven Stickstoffeintrags auf chemische N-Düngemittel zurück.

Als die häufigsten chemischen N-Dünger, die auf den Boden ausgebracht werden, sind Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) oder  $\text{NH}_4^+$ -produzierende Verbindungen wie Harnstoff oder Ammoniumsulfat zu nennen (FAO, 1992). Ammonium selbst unterliegt im Boden in der Regel einer schnellen Ammonifizierung und wird im Weiteren zu Nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) oxidiert und liegt somit neben Ammonium in einer pflanzenverfügbaren Form vor.

Trotz hoher Ausbringungsmengen übersteigt die Wirksamkeit der Stickstoffdüngung zu landwirtschaftlichen Kulturen dabei jedoch selten 40% (Chen et al., 2008). Diese relativ geringe Effizienz liegt vor allem darin begründet, dass zwischen 40 und 70% des ausgebrachten N-Düngers als volatile Verluste in Form von Ammoniak ( $\text{NH}_3$ ), Lachgas ( $\text{N}_2\text{O}$ ) und elementarem Stickstoff ( $\text{N}_2$ ) zu berücksichtigen sind, bzw. in Form von Nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) einem hohen Auswaschungspotential in die Hydrosphäre unterliegt (Liu et al. 2017) und somit potentiell zur Belastung der Umwelt beitragen (McGeough et al., 2016; Harrison et al., 2001).

Insbesondere Lachgas stellt neben seinem starken Treibhauseffekt eine wichtige ozonabbauende Substanz dar, welche maßgeblich an der Zerstörung der schützenden Ozonschicht in der Stratosphäre beteiligt ist (Ravishankara et al., 2009). Die Konzentration von Lachgas, einem Gas, das etwa 300-mal reaktiver ist als  $\text{CO}_2$ , ist von einem vorindustriellen Wert von 270 ppb auf 319 ppb im Jahr 2005 gestiegen (IPCC, 2007), was in erster Linie auf landwirtschaftliche Praktiken und den verstärkten Einsatz von Mineraldüngern zurückzuführen ist (Gilsanz et al., 2016; Hénault et al., 2021). Schätzungen zufolge produzieren landwirtschaftliche Böden 2,8 (1,7–4,8) Tg  $\text{N}_2\text{O}$ -N pro Jahr und tragen zu etwa 65% der atmosphärischen  $\text{N}_2\text{O}$ -Belastung bei (Ravishankara et al., 2009; IPCC, 2007). In Europa liegen die Lachgas-Emissionen aus landwirtschaftlichen Böden so etwa bei etwa 70% der gesamten jährlichen  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen (Europäische Environment Agency, 2015).

Diese Emissionen liegen vor allem zwei Prozessen im Boden zugrunde: der Nitrifikation und der Denitrifikation (Hu et al. 2015; Zhang et al., 2015).

Die Nitrifikation ist ein mikrobieller Schlüsselprozess im Stickstoffkreislauf des Bodens, bei dem unter aeroben Bedingungen zunächst Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) zu Nitrit ( $\text{NO}_2^-$ ) und dann weiter zu Nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) oxidiert wird (Butterbach-Bahl et al., 2013). Bei der Oxidation von  $\text{NH}_4^+$  zu  $\text{NO}_2^-$  kann dabei Lachgas als Zwischenprodukt entstehen und in die Atmosphäre freigesetzt werden.

Die Denitrifikation dagegen ist ein anaerober mikrobieller Prozess, bei dem Nitrat unter Nutzung von organischem Kohlenstoff als Energiequelle zu gasförmigen N-Verbindungen ( $\text{N}_2\text{O}$  und  $\text{N}_2$ ) reduziert und an die Atmosphäre abgegeben wird. Lachgas ist dabei nicht das primäre Endprodukt, sondern wird in Abhängigkeit der Umweltbedingungen (z.B., Bodenfeuchte, Temperatur, pH-Wert) in unterschiedlicher Konzentration als Zwischenstufe gebildet (Volpi et al., 2017).

Eine Möglichkeit, einer Umweltbelastung durch Lachgas- und/oder Nitrat-Verluste zu begegnen und die N-Dünger-Nutzungseffizienz der landwirtschaftlichen Kulturen gleichzeitig zu erhöhen, besteht in der Einschränkung des primären Prozesses der Nitrifikation, also einer Stabilisierung von Ammonium im Boden (Subbarao et al., 2006). Um die Nitrifikation langfristig zu hemmen, stellt der Einsatz von Nitrifikationsinhibitoren (NIs) eine der gängigsten Praktiken

dar (Abbasi et al., 2003; Di & Cameron, 2005; Zaman et al., 2009). NIs können die Nitrifikationsrate im Boden verlangsamen, indem sie das Enzym Ammoniak-Monooxygenase (AMO) deaktivieren, welches für die Katalyse der Ammoniakoxidation, dem ersten und geschwindigkeitsbeschränkenden Schritt der Nitrifikation, verantwortlich ist. Da  $\text{NO}_3$  das anfänglich benötigte Substrat für die Denitrifikation ist, verringert die Verwendung von NIs nicht nur die  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen aus der Nitrifikation, sondern gleichzeitig die des Folgeprozesses.

Bereits heute gibt es eine große Zahl kommerziell erhältlicher NIs wie beispielsweise Dicyandiamid (DCD), 3,4-Dimethylpyrazolphosphat (DMPP) und stickstoffhaltige Mineraldünger, die DMPP als Ammonium-Stabilisator (ENTEC), sowie weitere hemmende Wirkstoffe enthalten [z.B., 3,00–3,25% 1,2,4-Triazol und 1,50–1,65% 3-Methylpyrazol (PIADIN)]. Bereits mehrere Studien haben die positiven Auswirkungen der NI-Anwendung auf die N-Dynamik mit einer Verringerung der Spurengasemissionen aus dem Boden nach ihrer Anwendung gezeigt (Menéndez et al., 2009; Zaman & Blennerhassett, 2010; Zaman et al., 2008, 2009).

Die Bildung von Lachgas und damit auch die  $\text{CO}_2$ -Emissionen aus dem Boden und deren Hemmung durch NIs sind komplexe Prozesse, die von verschiedenen Faktoren wie beispielsweise den physikochemischen Eigenschaften des Bodens beeinflusst werden. Ein wichtiges Bodenmerkmal ist die Textur (Barth et al., 2019), welche durch verschiedene Bodeneigenschaften (z.B., organische Substanz, Porenvolumen, Bodentemperatur, Bodenfeuchte, Sorptionseigenschaften) maßgeblich beeinflusst wird. Es ist daher davon auszugehen, dass die relative Wirksamkeit von NIs in unterschiedlich strukturierten Böden unterschiedlich sein wird. Ferner kann die Bodentextur die Wirksamkeit von NIs beeinflussen, indem sie sich auf ihre Stabilität/Persistenz und Absorption in Böden auswirkt.

In einigen Studien wurde die Wirksamkeit von NIs zur Verringerung der Lachgas-Emissionen getestet—eine generelle Schlussfolgerung über das  $\text{N}_2\text{O}$ -Minderungspotential der getesteten NIs ist aufgrund der unterschiedlichen Studienbedingungen schwierig.

Neben den NIs gibt es aber auch Hinweise, dass Salze im Boden die Mikroorganismen beeinflussen, die am Prozess der Nitrifikation beteiligt sind (Souri, 2010). Beobachtungen haben gezeigt, dass unter salinen Bedingungen die Nitrifikation verzögert oder sogar vollständig gehemmt wird (Laura, 1977; Pathak & Rao, 1998; Westerman & Tucker, 1974). Die Hemmung der Nitrifikation durch Salze führt zu einer Akkumulation von  $\text{NH}_4^+$ -N und einer erhöhten Verfügbarkeit von Ammonium für Pflanzen (Azam & Ifzal, 2006). Ein weit verbreiteter Bestandteil von Bodensalzen ist Chlorid ( $\text{Cl}$ ). Rudolph et al. (1995) konnten in einer Studie zeigen, dass die  $\text{CO}_2$ -Emissionsraten durch  $\text{Cl}$  reduziert wurden. Auch Azam und Müller (2003) stellten fest, dass  $\text{NaCl}$  im Boden die  $\text{CO}_2$  Emissionen deutlich verringert und  $\text{MgCl}_2$  durch die Reaktion mit  $\text{CO}_2$  an der Synthese von Nesquehonit (einem Magnesiumcarbonat) beteiligt ist (Ferrini et al., 2009), durch dessen Bildung im Boden  $\text{CO}_2$ -Emissionen vermindert werden.

Ferner haben  $\text{Cl}^-$ -Ionen eine starke oxidierende Wirkung und sind ein starkes Biozid, wodurch die mikrobielle Population stark reduziert werden kann (Chen & Wong, 2004; Wong et al., 1988). Ebenso wie die handelsüblichen NIs hat  $\text{Cl}^-$  dadurch das Potenzial, die mikrobielle Nitrifikation im Boden erheblich zu hemmen (Souri, 2010). So konnten Abbasi et al. (2011) zeigen, dass die Zugabe von  $\text{CaCl}_2$  zu einem Rückgang der  $\text{NH}_4^+$ -Konzentration um 30% führte. Die hemmende Wirkung von  $\text{Cl}^-$  war dabei eine Funktion der angewandten Konzentration, wobei höhere Konzentrationen effektiver waren (Souri, 2010). Vor diesem Hintergrund könnte der Einsatz von  $\text{KCl}$  und  $\text{MgCl}_2$ , zwei Salzen die häufig zur Bodendüngung eingesetzt werden, eine Möglichkeit bieten,  $\text{CO}_2$ - und  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen des Bodens auf ein Niveau zu senken, welches mit den handelsüblichen NIs vergleichbar ist.

## 2 Zielsetzung

Vor diesem Hintergrund wurden folgende Ziele in diesem Promotionsvorhaben verfolgt:

- (1) Überprüfung der Wirksamkeit von vier NIs [Dicyandiamid (DCD), 3,4-Dimethylpyrazolphosphat (DMPP), ENTEC und PIADIN] unter allen möglichen Kombinationen von zwei Bodentemperaturen (15 und 20°C) sowie zwei Bodenfeuchtigkeiten (60 und 80% maximale Wasserhaltekapazität).
- (2) Überprüfung der Wirksamkeit von vier NIs [Dicyandiamid (DCD), 3,4-Dimethylpyrazolphosphat (DMPP), ENTEC und PIADIN] auf drei sehr unterschiedlich strukturierten Böden typisch in Schleswig-Holstein (Marsch, Geest, östliches Hügelland).
- (3) Überprüfung der Wirkung verschiedener Cl-Salze (KCl und MgCl<sub>2</sub>) auf die CO<sub>2</sub>- und N<sub>2</sub>O-Emissionen im Vergleich zu PIADIN bei 80% Bodenfeuchte und 15°C.
- (4) Überprüfung der Wirkung von (angesäuerten) Biogastrückständen (unverdünnt, BR und ABR) auf die CO<sub>2</sub>- und N<sub>2</sub>O-Emissionen im Vergleich zu DMPP und PIADIN.

Folgende Hypothesen wurden hierzu getestet:

- i. Im Vergleich zum Wassergehalt des Bodens hat die Temperatur einen maßgeblichen Einfluss auf die Wirkung von Nitrifikationshemmern.
- ii. Je höher der Tonanteil im Boden, desto höher die Lachgasemissionen unabhängig von Wassergehalt und Temperatur.
- iii. Im Vergleich zu DCD und ENTEC zeigen DMPP und PIADIN unter allen Umweltbedingungen eine bessere Wirkung zur Hemmung der Nitrifikation.
- iv. Der Einsatz von KCl und MgCl<sub>2</sub> hat eine vergleichbare/bessere Wirkung auf CO<sub>2</sub>- und N<sub>2</sub>O-Emissionen wie handelsübliche Nitrifikationshemmer (z.B. PIADIN).
- v. Je höher die Cl-Konzentration, desto besser die Mitigationswirkung auf CO<sub>2</sub>- und N<sub>2</sub>O-Verluste der Cl-Salze.
- vi. Die Applikation von Kohlenstoff durch die Düngung von Biogasgärresten erhöht die Lachgasemission besonders unter hohem Wassergehalt.

## 3 Durchführung

Drei verschiedene Bodentypen wurden in den drei vorherrschenden Regionen (Marsch, Geest, östliches Hügelland) Schleswig-Holsteins beprobt. Hierbei wurde Boden aus den oberen 20 cm gesammelt, gesiebt (2 mm) und in zylindrische Gefäße (PET-Rohre; 15 cm Durchmesser, 33 cm Länge) gefüllt und eine Schüttdichte von ca. 1,4 g cm<sup>-3</sup> eingestellt. Alle Gefäße wurden mit 0,5 g NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N kg<sup>-1</sup> Boden unter Verwendung von Ammoniumsulfat gedüngt.

- (1) Die NI wurden in Höhe von 5% des ausgebrachten NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N (d.h., 25 oder 5 mg kg<sup>-1</sup> Boden) ausgebracht.
- (2) Die beiden Cl-Salze wurden in zwei Konzentrationen ausgebracht: 0,5 und 1,0 g kg<sup>-1</sup> Boden.
- (3) Sowohl BR als auch ABR wurden in einer Konzentration von 27,8 g kg<sup>-1</sup> Boden (entspricht 0,1 g NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N kg<sup>-1</sup> Boden) ausgebracht.

Zum repräsentativen Vergleich wurde für jeden Bodentyp eine Kontrolle ohne den Zusatz von NIs, Cl-Salzen oder Biogasrückständen angesetzt. Die Kontrollbehandlung wurde nur mit Dünger und entionisiertem Wasser durchgeführt. Jeden Tag wurde entionisiertes Wasser zugegeben, um die WHC des Bodens aufrechtzuerhalten. Nach der Behandlung wurden die Töpfe 57 Tage lang in einer Inkubationskammer (mit kontrollierter Temperatur) inkubiert. Die CO<sub>2</sub>- und N<sub>2</sub>O-Emissionen wurden während der gesamten Inkubationszeit berechnet. Zur Probenahme wurden die Gefäße luftdicht verschlossen und die Gasprobe nach 0, 20, 40 und 60 min mit einer 10-mL Spritze entnommen. An Tag 1, 15, 29, 43 und 57 wurden zusätzlich in jedem Gefäß Bodenproben in 20 cm Tiefe entnommen, um die NH<sub>4</sub><sup>+</sup>- und NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Konzentrationen zu erfassen.

## **4 Ergebnisse**

### **4.1 Wirksamkeit der NIs zur Verringerung der N<sub>2</sub>O-Emissionen bei unterschiedlicher Bodentemperatur und Bodenfeuchte**

Unter Kontrollbedingungen ohne den Einsatz von NIs waren die N<sub>2</sub>O-Emissionen in den ersten 20 Tagen der Inkubationszeit bei allen Temperaturen und Feuchtigkeitsgraden deutlich höher. Unabhängig vom Feuchtigkeitsgehalt des Bodens erreichte die N<sub>2</sub>O-Emission im Kontrollboden an Tag 22 bei 15°C und an Tag 15 bei 25°C ihren Peak. In den mit NI-behandelten Böden zeigte sich ein unterschiedlicher Trend der N<sub>2</sub>O-Emissionsrate: DMPP und PIADIN wiesen während des gesamten Inkubationszeitraums die niedrigste N<sub>2</sub>O-Emissionsrate auf. ENTEC verhielt sich ähnlich wie die Kontrolle, mit einem Emissionspeak an Tag 15 (25°C) und 22 (15°C). Generell zeigte sich ein positiver Effekt aller eingesetzten NIs auf die N<sub>2</sub>O-Emissionsrate vor allem bei hoher Bodenfeuchte, wobei eine Wirkung von DCD ebenso wie von ENTEC bei 25°C unter 60% WHC ausblieb (Guo et al., 2021a).

### **4.2 Wirksamkeit der NIs zur Verringerung der CO<sub>2</sub>- und N<sub>2</sub>O-Emissionen aus drei unterschiedlich strukturierten Böden (tonig, lehmig, sandig)**

In der Marsch (tonig) war der CO<sub>2</sub>-Flux am höchsten, gefolgt von der Geest (sandig) und dem östlichen Hügelland (lehmig). Die höchste Wirksamkeit zur Reduktion der CO<sub>2</sub>-Emissionen zeigte sich für DMPP auf tonigem Boden in der Marsch. Im Gegensatz dazu waren alle NIs auf sandigem Boden (Geest) nahezu ohne Wirkung. Auf lehmigem Boden (östliches Hügelland) dagegen erwiesen sich DCD, DMPP und PIADIN als wirksames Mittel zur Begrenzung der CO<sub>2</sub>-Emissionen.

Bezüglich der N<sub>2</sub>O-Emissionen waren diese am höchsten in der Marsch, gefolgt vom östlichen Hügelland und der Geest. Während in der Marsch DCD die stärkste Wirkung aufwies, zeigte ENTEC besonders auf dem sandigen Geestboden die geringste messbare Wirkung auf den N<sub>2</sub>O-Flux im Vergleich zu den anderen getesteten NIs—hier dominierten DMPP und PIADIN (Guo et al., 2021b).

### **4.3 Wirksamkeit verschiedener Chlorsalze und ihrer Konzentrationen auf die Nitrifikation und Spurengasemissionen aus einem Sandboden unter kontrollierten Bedingungen**

Die maximalen N<sub>2</sub>O- und CO<sub>2</sub>-Flüsse traten nach 15 Tagen und 25 Tagen Inkubation für in der Kontrolle auf. Durch Zugabe von PIADIN konnten die CO<sub>2</sub>- und N<sub>2</sub>O-Emissionen während der gesamten Inkubationszeit auf einem niedrigen Niveau gehalten werden im Vergleich zur Kontrolle. Eine positive Wirkung der Cl-Salze auf die CO<sub>2</sub>-Emissionen konnte

ebenfalls nachgewiesen werden. Während durch den Einsatz von KCl und  $\text{MgCl}_2$  im Vergleich zur Kontrolle bis Tag 40 geringere  $\text{CO}_2$ -Emissionen zu messen waren, stiegen diese nach Tag 40 wieder deutlich an.

Hinsichtlich der  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen zeigte sich, dass die Zugabe von 0,5 und 1,0  $\text{g kg}^{-1}$  KCl ohne Wirkung war. Während bis Tag 20 die Emissionen vergleichbar mit der Kontrolle waren, nahmen diese ab Tag 21 wieder zu.

Lediglich durch die Zugabe von 0,5 und 1,0  $\text{g kg}^{-1}$   $\text{MgCl}_2$  konnte im Vergleich zur unbehandelten Kontrolle bis Tag 25 eine Reduktion der  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen erreicht werden (Guo et al., 2021c).

#### 4.4 Wirksamkeit angesäuerter Biogastrückständen auf die $\text{CO}_2$ - und $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen

In unbehandeltem Boden waren die natürlichen  $\text{CO}_2$ - und  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionsraten wesentlich geringer als in den mit Biogastrückständen versetzten Böden. Die  $\text{CO}_2$ - und  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen stiegen hierbei nach Anwendung von BR stärker als nach Anwendung von ABR. Die Anwendung von DMPP und PIADIN auf mit BR und ABR angereicherten Böden verringerte die Emissionsraten beider Gase (Guo et al., 2021d).

### 5 Zusammenfassung

Die Ergebnisse dieser Studie zeigen, dass DMPP und PIADIN bei der Hemmung der Nitrifikation in Sandböden bei 15 und 25°C und bei 60 und 80% Wasserhaltevermögen wirksamer waren als DCD und ENTEC. Die Wirksamkeit aller Nitrifikationshemmer verbesserte sich mit zunehmender Bodenfeuchtigkeit, während steigende Temperaturen verschiedene negative Auswirkungen auf den verwendeten Sandboden hatten.

DCD reduzierte die  $\text{CO}_2$ - und  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen in Ton- und Lehmböden. DMPP und PIADIN verringerten die  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen in sandigen Böden. ENTEC erhöhte die  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen in Ton-, Lehm- und Sandböden.

1,0  $\text{g kg}^{-1}$   $\text{MgCl}_2$  reduzierte sowohl die  $\text{CO}_2$ - als auch die  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen wirksam. Die angesäuerten Biogastrückstände hatten im Vergleich zu den nicht angesäuerten Biogastrückständen einen geringeren Einfluss auf die erhöhten  $\text{CO}_2$ - und  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen. DMPP und PIADIN waren in der Lage, die  $\text{CO}_2$ - und  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen im Vergleich zur Kontrollbehandlung deutlich zu verringern, wenn sie zusammen mit den Biogastrückständen und angesäuerten Biogastrückstände ausgebracht wurden.

### 6 Fazit

Nitrifikationshemmer,  $\text{MgCl}_2$ -Zusätze und die Ansäuerung von Biogastrückständen sind nützlich, um die Effizienz des Düngemittleinsatzes zu erhöhen und die  $\text{CO}_2$ - und  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen zu verringern. Enthält der Boden mehr Ton, ist DCD effizienter. Enthält der Boden mehr Sand, kommt es zu einer starken Hemmung durch DMPP. In der vorliegenden Studie wurde nachgewiesen, dass die Wirksamkeit von Nitrifikationshemmern jedoch stark von der Bodentextur abhängt.

Hieraus ergeben sich folgende Empfehlungen für die Landwirtschaft:

- (1) Reduktion der N-Düngung
- (2) Einsparung einer Herstdüngung durch den Einsatz von Nitrifikationshemmern, welches eine Reduktion von N-Verlusten (Nitratauswaschung, Lachgasemissionen) zur Folge hat.

- (3) Die Ausbringung von Wirtschaftsdüngern (Gülle und Biogasgärrückstände) mit hohem Kohlenstoffanteil nur zusammen mit Nitrifikationshemmern und/oder nach Ansäuerung.
- (4) Bei Ausbringung organischer Wirtschaftsdünger sollte die Düngung von Mineraldüngern zeitlich versetzt und/oder reduziert werden, wodurch die Gefahr sinkt, dass die Verfügbarkeit von Nitrat mit der von Kohlenstoff im Boden zeitlich zusammenfällt und so zu einer Erhöhung der Lachgasemissionen führt.

## 7 Wissenschaftliche Originalarbeiten aus dem Projekt

- Guo, Y., Naeem, A., Becker-Fazekas, S., Pitann, B., & Mühling, K. H. (2021a). Efficacy of four nitrification inhibitors for the mitigation of nitrous oxide emissions: an incubation study with different soil temperature and moisture. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. <https://doi.org/10.002/jpln.202000367>
- Guo, Y., Naeem, A., & Mühling, K. H. (2021b). Efficacy of four nitrification inhibitors on the mitigation of nitrous oxide emission on three soils differing in soil texture Comparative effectiveness of four nitrification inhibitors for mitigating carbon dioxide and nitrous oxide emissions from three different textured soils. *Nitrogen*, 2, 155-166.
- Guo, Y., Becker-Fazekas, S., & Mühling, K. H. (2021c). Impact of different chloride salts and their concentrations on nitrification and trace gas emissions from a sandy soil under a controlled environment. *Soil Use and Management*. <https://doi.org/10.1111/sum.12713>
- Guo, Y., Anjum, A., Khan, A., Naeem, A., & Mühling, K. H. (2021d). Comparative effectiveness of biogas residue acidification and nitrification inhibitors in mitigating CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O emissions from biogas residue-amended soils. *Water, Air & Soil Pollution* 232, 345.

## 8 Literatur

- Abbasi, M. K., Hina, M., & Tahir, M. M. (2011). Effect of *Azadirachta indica* (neem), sodium thiosulphate and calcium chloride on changes in nitrogen transformations and inhibition of nitrification in soil incubated under laboratory conditions. *Chemosphere*, 82(11), 1629-1635.
- Abbasi, M K., Shah, Z., & Adams, W. A. (2003). Effect of the nitrification inhibitor nitrapyrin on the fate of nitrogen applied to a soil incubated under laboratory conditions. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 166(4), 513-518.
- Azam, F., & Ifzal, M. (2006). Microbial populations immobilizing NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N and NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N differ in their sensitivity to sodium chloride salinity in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 38(8), 2491-2494.
- Azam, F., & Müller, C. (2003). Effect of sodium chloride on denitrification in glucose amended soil treated with ammonium and nitrate nitrogen. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 166(5), 594-600.
- Barth, G., von Tucher, S., Schmidhalter, U., Otto, R., Motavalli, P., Ferraz-Almeida, R., ... & Vitti, G. C. (2019). Performance of nitrification inhibitors with different nitrogen fertilizers and soil textures. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 182(5), 694-700.
- Butterbach-Bahl, K., Baggs, E. M., Dannenmann, M., Kiese, R., & Zechmeister-Boltenstern, S. (2013). Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls? *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 368(1621), 20130122.
- Chen, G. H., & Wong, M. T. (2004). Impact of increased chloride concentration on nitrifying-activated sludge cultures. *Journal of Environmental Engineering*, 130(2), 116-125.
- Chen, D., Suter, H., Islam, A. B. M. M. K., Edis, R., Freney, J. R., & Walker, C. N. (2008). Prospects of improving efficiency of fertiliser nitrogen in Australian agriculture: a review of enhanced efficiency fertilisers. *Soil Research*, 46(4), 289-301.



- Di, H. J., & Cameron, K. C. (2005). Reducing environmental impacts of agriculture by using a fine particle suspension nitrification inhibitor to decrease nitrate leaching from grazed pastures. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 109(3-4), 202-212.
- FAO (1992). Fertilizer use by crop. International Fertilizer Industry Association, International Fertilizer Development Center and Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Ferrini, V., De Vito, C., & Mignardi, S. (2009). Synthesis of nesquehonite by reaction of gaseous CO<sub>2</sub> with Mg chloride solution: Its potential role in the sequestration of carbon dioxide. *Journal of Hazardous Materials*, 168(2-3), 832-837.
- Gilsanz, C., Báez, D., Misselbrook, T. H., Dhanoa, M. S., & Cárdenas, L. M. (2016). Development of emission factors and efficiency of two nitrification inhibitors, DCD and DMPP. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 216, 1-8.
- Harrison, R., & Webb, J. (2001). A review of the effect of N fertilizer type on gaseous emissions. *Advances in Agronomy* 73, 65–108.
- Hénault, C., Grossel, A., Mary, B., Rousset, M., & Léonard, J. (2012). Nitrous oxide emission by agricultural soils: a review of spatial and temporal variability for mitigation. *Pedosphere*, 22(4), 426-433.
- Hu, H. W., Chen, D., & He, J. Z. (2015). Microbial regulation of terrestrial nitrous oxide formation: understanding the biological pathways for prediction of emission rates. *FEMS Microbiology Reviews*, 39(5), 729-749.
- IPCC, 2007. Climate change 2007. The physical science basis. In S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K. B. Averyt, et al. (Eds.), Contribution of working group I to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change (pp. 996). Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Liu, R., Hayden, H. L., Hu, H., He, J., Suter, H., & Chen, D. (2017). Effects of the nitrification inhibitor acetylene on nitrous oxide emissions and ammonia-oxidizing microorganisms of different agricultural soils under laboratory incubation conditions. *Applied Soil Ecology*, 119, 80-90.
- McGeough, K. L., Watson, C. J., Müller, C., Laughlin, R. J., & Chadwick, D. R. (2016). Evidence that the efficacy of the nitrification inhibitor dicyandiamide (DCD) is affected by soil properties in UK soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 94, 222-232.
- Menéndez, S., Barrena, I., Setien, I., González-Murua, C., & Estavillo, J. M. (2012). Efficiency of nitrification inhibitor DMPP to reduce nitrous oxide emissions under different temperature and moisture conditions. *Soil Biology and Biochemistry*, 53, 82-89.
- Pathak, H., & Rao, D. L. N. (1998). Carbon and nitrogen mineralization from added organic matter in saline and alkali soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 30(6), 695-702.
- Ravishankara, A. R., Daniel, J. S., & Portmann, R. W. (2009). Nitrous oxide (N<sub>2</sub>O): the dominant ozone-depleting substance emitted in the 21<sup>st</sup> century. *Science*, 326(5949), 123-125.
- Rudolph, J., Khedim, A., Koppmann, R., & Bonsang, B. (1995). Field study of the emissions of methyl chloride and other halocarbons from biomass burning in western Africa. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 22(1-2), 67-80.
- Souri, M. K. (2010). Effectiveness of chloride compared to 3,4-dimethylpyrazole phosphate on nitrification inhibition in soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 41(14), 1769-1778.
- Subbarao, G. V., Ishikawa, T., Ito, O., Nakahara, K., Wang, H. Y., & Berry, W. L. (2006). A bioluminescence assay to detect nitrification inhibitors released from plant roots: a case study with *Brachiaria humidicola*. *Plant and Soil*, 288(1), 101-112.
- Subbarao, G. V., Ito, O., Sahrawat, K. L., Berry, W. L., Nakahara, K., Ishikawa, T., ... & Rao, I. M. (2006). Scope and strategies for regulation of nitrification in agricultural systems—challenges and opportunities. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 25(4), 303-335.
- Volpi, I., Laville, P., Bonari, E., o di Nasso, N. N., & Bosco, S. (2017). Improving the management of mineral fertilizers for nitrous oxide mitigation: The effect of nitrogen fertilizer type, urease and nitrification inhibitors in two different textured soils. *Geoderma*, 307, 181-188.



- Westerman, R. L., & Tucker, T. C. (1974). Effect of Salts and Salts Plus Nitrogen-15-Labeled Ammonium Chloride on Mineralization of Soil Nitrogen, Nitrification, and Immobilization. *Soil Science Society of America Journal*, 38(4), 602-605.
- Zaman, M., & Blennerhassett, J. D. (2010). Effects of the different rates of urease and nitrification inhibitors on gaseous emissions of ammonia and nitrous oxide, nitrate leaching and pasture production from urine patches in an intensive grazed pasture system. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 136(3-4), 236-246.
- Zaman, M., Nguyen, M. L., Blennerhassett, J. D., & Quin, B. F. (2008). Reducing NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O and NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N losses from a pasture soil with urease or nitrification inhibitors and elemental S-amended nitrogenous fertilizers. *Biology and Fertility of Soils*, 44(5), 693-705.
- Zaman, M., Saggar, S., Blennerhassett, J. D., & Singh, J. (2009). Effect of urease and nitrification inhibitors on N transformation, gaseous emissions of ammonia and nitrous oxide, pasture yield and N uptake in grazed pasture system. *Soil Biology and Biochemistry*, 41(6), 1270-1280.
- Zhang, J., Mueller, C., & Cai, Z. (2015). Heterotrophic nitrification of organic N and its contribution to nitrous oxide emissions in soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 84, 199-209.